

**TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ZOOLOOGIA ÕPPETOOL**

Andres Volmer

**Metskitse arvukust mõjutavad tegurid ja talvised
liikumismustrid**

Magistritöö

Juhendajad: M.Sc. Ragne Oja

Ph.D. Harri Valdmann

TARTU 2013

SISUKORD

1. Sissejuhatus	3
2. Kirjanduse ülevaade	5
2.1. Metskitse üldiseloostus.....	5
2.1.1. Levik ja elupaigaeelistused.....	5
2.1.2. Toit	6
2.2. Metskitse arvukust mõjutavad tegurid.....	7
2.3. Metskitse lisaõõtmine	8
3. Materjal ja metoodika.....	11
3.1. Uurimisala iseloostus	11
3.2. Andmekogumine	11
3.2.1. Arvukuse mudeli andmestik	11
3.2.2. Välitööd	13
3.3. Statistiline analüüs.....	13
3.3.1. Arvukuse mudel.....	13
3.3.2. Liikumismustrite andmeanalüüs.....	14
4. Tulemused	16
4.1. Arvukuse mudel.....	16
4.2. Liikumismustrid	17
5. Arutelu.....	19
5.1. Metskitse arvukust mõjutavad faktorid	19
5.2. Liikumismustrid	22
Kokkuvõte	25
Summary.....	26
Tänuavaldus.....	27
Kasutatud kirjandus	28

1. Sissejuhatus

Metskits (*Capreolus capreolus*) on arvukaim sõraline Eestis, üks majanduslikult olulisemaid jahiulukeid terves Euroopas ning oluline metsakahjustuste tekitaja kõrge asustustihedusega piirkondades. Lisaks sellele on metskits hundi (*Canis lupus*) ja ilvese (*Lynx lynx*) tähtsaim saakloom Eestis ning tema arvukus mõjutab oluliselt nende liikide populatsioone. Jahiulukite arvukust mõjutavate faktorite mõistmine aitab planeerida korrektset ja optimaalset majandamist. Metskitse arvukust mõjutavaid tegureid on põhjalikult uuritud (Turner jt., 1987; Jedrzejewska jt., 1997; Melis jt., 2009; Torres jt., 2012), kusjuures levila piires varieeruvad olulisimad tegurid piirkonnast sõltuvalt. Eestis, mis asub levila põhjapoolses osas, määravad tõenäoliselt metskitse arvukuse kliimategurid. Samas on Eestis laialdaselt kasutusel uluksõraliste lisasöötmise, mis leevendab karmidest ilmastikuoludest tingitud talvist suremust. Kuigi ka Tiit Randveer (1989) peab Eestis talvetingimusi oluliseks metskitse arvukust mõjutavaks teguriks, puudusid seni Eestis konkreetsed uurimistööd, mis seda arvamust toetaksid. Üks põhjusi, miks antud analüüsi polnud võimalik teostada, oli kahtlemata ka metskitse ametliku loenduse ja küttimisandmete ebausaldatavus ja alles ruutloenduse rakendamine võimaldas produtseerida analüüsiks sobiva arvukuse indeksi väärtuse.

Lisasöötmise mõjutab ka lokaalselt sõraliste arvukust ja ruumilisi liikumismustreid. Talvel kogunevad metskitsed söötmiskohtade ümbrusesse, sest sügav lumikate takistab liikumist ja söödasõimedes on toidu kättesaadavus pidevalt tagatud. Seni on lisasöötmise mõju metskitse ruumikasutusele vähe uuritud, aga teadmine, kui kaugel söötmiskohtadest asuvad metskitsede magamisasemed, võimaldab söödasõimede paigutamisel vältida ja vähendada nende negatiivseid mõjusid. Statistikaameti andmetel on söödasõimede ja sõim-söödahoidlate arv Eestis viimastel aastakümnetel pidevalt vähenenud. 1991. aastal loendati 5797 söödasõime ja sõim-söödahoidlat. 2008. aastaks oli nende arv 2795. Selline söödaehitiste arvu vähenemine viitab märgatavale hirvlaste lisasöötmise intensiivsuse vähenemisele Eestis, samal ajal on aga oluliselt intensiivistunud metssigade lisasöötmise.

Käesolev töö koosneb kahest osast. Esimeses osas käsitletakse metskitse arvukuse dünaamikat autori poolt väljatöötatud mudelite põhjal, kus arvukuse indeksina

on kasutatud kuue aasta (2006-2011) ruutloenduse andmeid Eestis. Töö teine osa annab ülevaate metskitse magamisasemete paiknemisest ja seda mõjutavatest teguritest lisasöötmise tingimustes. Kontrollitakse järgmisi hüpoteese:

- talv (temperatuur ja lumikate) on üks olulisemaid metskitse arvukuse dünaamikat mõjutavaid tegureid Eestis;
- lisasöötmise leevendab karmi talve negatiivset mõju arvukusele;
- talvisel perioodil on metsskitse liikuvus minimaalne ja puhkekohad paiknevad söödakohtade läheduses;
- metsskitse väldivad magamisasemete valikul metssigu.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1. Metskitse üldiseloostus

2.1.1. Levik ja elupaigaeelistused

Metskitse levila hõlmab peaaegu tervet Euroopat ning ulatub ka Väike-Aasia poolsaarele. Euroopas puudub ainult Skandinaavia poolsaare ja Soome põhjapoolseimas osas ning mõnedel saartel, millest suurimad on Island, Iirimaa, Korsika, Sardiinia ja Sitsiilia. Eestis on metskits suhteliselt arvukas ning puudub vaid väiksematel saartel. Kirde-Eestis, Järvamaal ja Hiiumaal on arvukus keskmisest madalam (Männil jt., 2012), mida tõenäoliselt põhjustab kõrge metsa osakaal nimetatud piirkondades. Ökotoniliigina väldib metskits enamasti suuremaid metsamassiive (Vospernik ja Reimoser, 2008) ja eelistab mosaiikset kultuurmaastikku (Torres jt., 2011), sest sellises piirkonnas on metsa serva pikkus suurem. Kahe koosluse kokkupuutekohas on mõlemat elupaigatüüpi kasutavate loomade toiduvalik suurem ning varjevõimalusi rohkem (Tufto jt., 1996).

Metskitsele sobivad paremini okas- ja segametsad, vanemad puistud on eelistatud paremate varjevõimaluste tõttu (Fruzinski jt., 1983). Nii noored kui vanemad männimetsad pakuvad toitu ja varjet (Borkowski ja Ukalska, 2008; Fruzinski jt., 1983), aga vanemates männikutes on tähtis tiheda alusmetsa olemasolu (Borkowski ja Ukalska, 2008). Talvekuudel on noorte mändide võrsed ja okkad ka oluline valkude, süsivesikute ja vee allikas (Matrai ja Kabai, 1989). Metskits väldib suuri rabasid ja lageraiestatud alasid (Cederlund, 1983). Olenevalt piirkonna kliimatilistest ja topograafilistest tingimustest, võib metskitsel esineda migratsioone (Cagnacci jt., 2011) – rännete esinemise tõenäosus suureneb lumikatte olemasolul ning künkliku pinnamoega piirkondades. Sügisene migratsioon toimub lumikattest põhjustatud toidupuuduse vältimiseks, samas kui kevadel migreerub metskits sigimiseks sobivasse piirkonda (Cagnacci jt., 2011).

2.1.2. Toit

Metskits on toidu suhtes väga nõudlik ning vajab elutegevuseks mitmekülgset ja energiarikast toitu (Duncan jt., 1998). Suure energiasisaldusega toidu vajadus tuleneb sõraliste kohta väikese kehamassiga kaasnevast suhteliselt suuremast energiatarbest ning seedeelundkonna madalast suutlikkusest toitu töödelda (Hofmann, 1989). Väikese mao ja kiire ainevahetuse tõttu peab metskits toituma suhteliselt tihti (Prins ja Geelen, 1971).

Suurema osa metskitse toidust moodustavad rohhtaimed, mille osakaal on eriti kõrge kevad- ja suvekuudel (Barancekova jt., 2010; Cornelis jt., 1999; Duncan jt., 1998), sügiseti lisanduvad ka seemned (Cornelis jt., 1999). Karnivooria on harv või puudub täielikult (Tixier ja Duncan, 1996). Metskitse toidus esinevad aastaringselt samblad ja sõnajalad (Barancekova jt., 2010) ning puude ja põõsaste oksad, võrsed, pungad ja koor (Duncan jt., 1998). Taimede puitunud osasid kasutatakse rohkem sügisel ja talvel (Cornelis jt., 1999), kuni 70 päeva vanused noorloomad taimede puitunud osadest ei toitu (Kossak, 1981). Talvine toit koosneb peamiselt mustika ja pihlaka võrsetest ning samblikest (Mysterud jt., 1997). Suvel ja sügisel lisanduvad toiduobjektide hulka puuviljad ja seemned (Tixier ja Duncan, 1996), mis on eriti olulised levila lõunapoolses osas (Wallach jt., 2010).

Looduslike toiduobjektide liigiline koosseis varieerub levila piires suuresti, olenevalt elupaigast ja hooajast (Tixier ja Duncan, 1996). Primaarne faktor toiduobjektide liigilise koosseisu määramisel on nende kättesaadavus (Duncan jt., 1998). Põllumajanduslikes piirkondades moodustavad suure osa toidust kõrrelised, lehtmetsades enamasti poolpõõsad ning okasmetsades puhmad (Cornelis jt., 1999). Paljudest eri rohu- ja puhmarinde liikidest on olulisimad kanarbikulised (eriti perek. mustikas *Vaccinium*), roosõielised (eriti perek. murakas *Rubus*) ja liblikõielised (Djordjevic jt., 2006; Moser jt., 2008), aga ka tarnad (*Carex*), ülane (*Anemone*), luuderohi (*Hedera*), pajulill (*Epilobium*), kõrvik (*Galeopsis*), kuutõverohi (*Polygonatum*), tulikas (*Ranunculus*), võilill (*Taraxacum*), põisrohi (*Silene*), oblikas (*Rumex*) ja petersell (*Petroselinum*) (Duncan jt., 1998; Moser jt., 2008; Barancekova, 2004). Puuliikidest on sagedasemad mänd (*Pinus*), kuusk (*Picea*), kask (*Betula*), saar (*Fraxinus*), tamm (*Quercus*), vaher (*Acer*), nulg (*Abies*) ja pöök (*Fagus*) (Duncan jt., 1998; Moser jt., 2008).

2.2. Metskitse arvukust mõjutavad tegurid

Primaarsed metskitse arvukust mõjutavad tegurid on erinevad sõltuvalt levila osast. Üleeuroopalisel skaalal on kõige olulisemad vegetatsiooni produktiivsus (toiduvarude rohkuse näitaja) ja suurkiskjad, kusjuures kiskjate olulisus arvukuse määramisel suureneb taimkatte produktiivsuse vähenemisega (Melis jt., 2009). Hirvlaste suremuse määra kiskluse läbi tõstab ka suurenev lumikatte paksus (Nelson ja Mech, 1986) ja nii mõjutab kisklus arvukust levila põhja- ja kirdepoolses osas rohkem (Jedrzejewska jt., 1997; Ripple ja Beschta, 2012). Lisaks määravad metskitse arvukuse selles piirkonnas eelkõige talvine toidupuudus (Cederlund ja Lindström, 1983) ja temperatuur (Jedrzejewska jt., 1997). Minevikus on metskitse arvukust mõjutanud sagedased poliitilised muutused ja sotsio-ökonoomiline ebastabiilsus, mis vähendavad kontrolli jahipidamise üle (Jedrzejewska jt., 1997; Burbaite, 2009). Antropogeensete faktorite olulisus tõuseb põhja-lõuna-suunaliselt – metskits on põhjapoolses levila osas inimtegevuse suhtes tolerantsem, tõenäoliselt inimasustusele lähedaste piirkondade suurema talvise toiduvaliku, inimasustusest kaugemal läbiviidava jahipidamise ja/või inimasustuse hajusama paiknemise tõttu põhjapoolses levila osas (Torres jt., 2012). Levila lõuna- ja läänepoolses osas, kus jahimajanduse olulisus on kõrgem, määravadki arvukuse enamasti antropogeensed faktorid nagu küttimine, autoavariid ja õnnetused heinatöodel (Turner jt., 1987). Kuigi rasked talvised olud on selles piirkonnas haruldased, suurendavad need eelkõige nõrgemate loomade suremust (Heurich jt., 2012). Mõnes riigis, näiteks Portugalis, on probleemiks ka salaküttimine (Torres jt., 2012).

Kiskjad mõjutavad metskitse arvukust eelkõige nõrga jahisurvega piirkondades, seda eriti madala saaklooma asustustiheduse juures (Heurich jt., 2012). Eestis on metskitse peamised looduslikud vaenlased hunt ja ilves (Valdmann jt., 2005), kusjuures mõlema liigi esinemisel on metskitse arvukusele aditiivne mõju (Melis jt., 2009). Poolas on ilvese olulisus metskitse arvukuse määramisel suurem, sest hundi põhiline saakloom selles piirkonnas on punahirv (*Cervus elaphus*) (Jedrzejewska jt., 1997). Kuigi Eestis eelistavad hundid murda metssigu, on metskits kõige sagedasem saakobjekt (Valdmann jt., 2005). Rebased murravad enamasti kuni 2 kuu vanuseid talleid ja nii võivad nad mõjutada noorloomade ellujäämist (rebased mürdsid 62% kõigist hukkunud kaelustatud metskitsetalledest) (Panzacchi jt., 2008). Vähemal määral ohustavad metskitsi hulkuvad koerad (Turner jt., 1987; Panzacchi jt., 2008), lindudest kaljukotkas (*Aquila chrysaetos*)

(Pedrini ja Sergio, 2001) ja kassikakk (*Bubo bubo*) (Marchesi jt., 2002), kes samuti murravad enamasti noorloomi. Asustustiheduse suurenedes väheneb kiskjate (Turner jt., 1987) ja tõuseb haiguste mõju populatsioonis (Focardi jt., 2002). Rootsis, kus metskitse arvukus on viimastel kümnenditel tõusnud, on suurenenud ka haiguste olulisus suremuses (Aguirre jt., 1999).

2.3. Metskitse lisasöötmine

Metskitsede talvine lisasöötmine leevendab raskeid talviseid olusid ja vähendab toidupuudusest põhjustatud suremust (Peterson ja Messmer, 2007). Kui lumikatte keskmine paksus ületab 50 cm, on loodusliku toidu kättesaamine metskitsede jaoks raskendatud (Helle, 1980), aga lumevaestel talvedel, kui puhmasrinde taimed on hästi kättesaadavad, pole lisasööta vaja. Lisasöötmine võib mõjutada negatiivselt nii majandatavaid loomi kui teisi vastavat piirkonda asustavaid taime- ja loomaliike (Cooper ja Ginnett, 2000; Sage jt., 2004). Lisaks on hirvlased hästi kohastunud saama hakkama alatoitumisest põhjustatud stressiga (Brown ja Cooper, 2006). Söödasõimi võib vaadelada kui ökoloogilisi lõkse – hirvlased minimeerivad raskete talviste olude üleelamiseks energiakulu (Moen, 1976; Schmidt, 1993) ja hirvlasi koondavad söötmiskohad, kus toidu kättesaadavus on pidevalt tagatud, on selleks ideaalsed paigad.

Lisasöötmine muudab hirvlaste elupaigakasutust (Vanderhoof ja Jacobson, 1993; Doenier jt., 1997; Cooper jt., 2006). Vanderhoof ja Jacobson (1993) leidsid, et kuigi söödapõldude rajamisel puudus oluline mõju valgesaba hirvede (*Odocoileus virginianus*) kodupiirkonna suurusele ja kujule, olid need atraktiivsed ja mõjutasid liikumist kodupiirkonna piires. Samas võib esineda soolisi erinevusi – Cooper jt. (2006) leidsid, et emased valgesaba hirved kasutavad söötmiskohale lähemaid alasid oluliselt intensiivsemalt, samas kui isaste ruumikasutuses muutusi pole. Garner (2001) näitas, et lisasöötmine vähendab valgesaba hirvede kodupiirkondade suurust ja suurendab nende kattumist, mida põhjustab asustustiheduse suurenemine söötmiskohtade ümbrusesse koondumise tõttu. Lisaks koondamisele tõstab asustustihedust ka suurenenud talvine ellujäämus ja sigimisedukuse kasv (Brown ja Cooper, 2006). Asustustiheduse kasvuga võivad sageda isenditevahelised agressiivsed interaktsioonid – talvise metsaraie

tulemusel tõusnud toidu rohkus põhjustas arvukuse kasvu kaudu valgesaba hirvede populatsioonis agressioonide sagenemise (Ozoga, 1972).

Metskitsede asustustiheduse kasv võib omakorda tuua kaasa kiskjaliste (hunt ja ilves) koondumise antud piirkonda. Sellist protsessi on täheldatud kanaliste lisa söötmisel – põhja nurmvuti (*Colinus virginianus*) lisa söõtmine koondas ilveseid ning suurendas seeläbi potentsiaalselt kanalise kisklusohtu (Godbois jt., 2004). Samuti võib ilvese murdmisagedust suurendada asjaolu, et omnivoorsed raipetoidulised metssead söövad ilvese murtud metskitsede korjuseid (Kont, 2010). Metssigade ja metskitsede kokkupuude söötmiskohtades on sage, sest nii söödasõimed kui –platsid asuvad tihti lähestikku ja metskitsed külastavad ka metssigade söödaplatse.

Erinevad haigused, sealhulgas viiruslikud nakkushaigused ja parasiithaigused (helmintoosid), põhjustavad tervisliku seisundi halvenemist ja suremuse suurenemist (Focardi jt., 2002; Jõgisalu, 2010). Kõrge asustustihedusega piirkondades, kus isenditevahelised kokkupuuted on sagedased, võivad haigused kiiremini levida – brutselloosi levik on Yellowstone'i rahvuspargi punahirve populatsioonis isendite agregeerumise tõttu suurenenud 15 aastaga 0-7%-lt 8-20%-le (Cross jt., 2010). Thompson jt. (2008) leidsid, et valgesaba hirvede söötmiskohtades sageneb kontakt liigikaaslastega ning seeläbi tõuseb oluliselt haiguste leviku risk isendite vahel nii otsesel kokkupuutel kui ka kaudselt läbi nakatunud isendite väljaheidete ja sülje.

Hirvlaste talvine lisa söõtmine võib mõjutada sõraliste migratsioone – lisa söödetavad mustsaba hirved (*Odocoileus hemionus*) veetsid talvises kodupiirkonnas rohkem aega ja alustasid kevadist migreerumist hiljem (Peterson ja Messmer, 2007). Uurijate sõnul võib selline käitumine mõjuda negatiivselt loomade kevadisele toitumisele, vähendades seeläbi lisa söötamise positiivset mõju. Lisa söõtmine võib sarnaselt mõjutada metskitsi, kelle elupaigakasutuses esineb samuti migratsioone (Cagnacci jt., 2011). Eestis teadaolevalt metskitsede sesoonseid migratsioone ei esine.

Hirvlaste söödasõimed mõjutavad oluliselt ka teiste loomaliikide populatsioone. Cooper ja Ginnett (2000) leidsid, et söötmiskohtade lähedal rüüstasid pesukarud (*Procyon lotor*) ja teised kiskjalised rohkem tehispesasid. Sarnaselt leidsid Hamilton jt. (2002), et hirvlaste söödasõimed tõstavad röövlomade arvu piirkonnas ja suurendavad kilpkonnapesade rüüstet. Eeltoodud uurimustele sarnase tulemuse on saadud ka Eesti sõralisi uurides. Oja (2012) leidis, et metssigade söödaplatsid koondavad maaspesitsevate lindude pesade rüüstajaid, kusjuures rüüstamise mõju suurus sõltus ka lisa söötamise intensiivsusest. Eestis võib metskitsede söödasõimede sarnane mõju

avalduda siiski vaid kaudselt, juhul kui kasutatav lisasööt koondab pisiimetajaid, kelle suurenenud asustustihedus meelitab ligi mesokarnivoore (rebane, kährikkoer) ja kärplasi (*Mustelidae* sp).

Lisasöötmise võib muuta looduslike taimekoosluste struktuuri. Kvaliteetse lisasööda esinemine piirkonnas muudab oluliselt hirvlaste ja veislaste loodusliku toidu koostist (Murden ja Risenhoover, 1993) – lisasööda esinemine võimaldas isenditel kulutada rohkem aega toidu otsimisele ning kvaliteetsete toidutaimede selekteerimisele. Uurijate arvates võib selline käitumine tuua kaasa teatud taimeliikide ülekasutamise ning pikema ajaskaalal muuta oluliselt piirkonna taime- ja loomakooslusi. Lisaks sellele tõstab valgesaba hirvede lisasöötmise piirkonnas üldist toitumiskoormust taimestikule (Cooper jt., 2006). Doenier (1997) leidis, et selline koormuse kasv taimestikule toimub 900 m raadiuses söötmiskohast. Ka metskitsede pidev toitumiskoormus muudab piirkonna taimestiku struktuuri ja liigilist koosseisu (Sage jt., 2004).

3. Materjal ja metoodika

3.1. Uurimisala iseloomustus

Välitööd teostati Tartu maakonnas Tähtvere jahipiirkonnas asuva nelja söötmiskoha ümbruses, millest kahes (A1; A2) paiknesid lähestikku metskitsede söödasõimed ja metssigade söödaplatsid ning kahes (A3; A4) oli ainult söödaplats. Nimetatud söötmiskohtadest kasutasid jahimehed kolme aktiivselt (A1; A2; A4). Söötmiskoht A3 oli kasutuses küll suvel, kuid uurimisperioodil (detsember 2012 - veebruar 2013) jahimehed sinna lisaööta ei viinud. Söötmiskohas A2 oli Looduskalender.ee metsakaamera, mille abil tehti kindlaks, et seda kasutavad mitmed erinevad metskitse- ja metsseakarjad. Uurimisperioodi jooksul oli A1 söödasõime vähemalt ühel korral täidetud heintega ning söötmiskohta A4 riputatud vihtasid, söödaplatsidel leidus toitu (vili, õun, kartul) pidevalt. Esimest söötmiskohta (A1 koordinaadid: 58,41°N; 26,59°E) ümbritseb võrdselt segamets ja okaspuunoorendik ning vähemal määral okasmets. Teise söötmiskoha (A2 koordinaadid: 58,39°N; 26,52°E) läheduses asub turbavõtuala, mida ümbritseb okaspuunoorendik ja kaugemal okasmets. Samuti leidub piirkonnas vähesel määral segametsa. Kolmanda söötmiskoha (A4 koordinaadid: 58,37°N; 26,52°E) läheduses on lehtpuunoorendik, mida ümbritseb ühest küljest põld, teisest okas- ja kaugemal segamets. Talveks hüljatud söötmiskoha (A3 koordinaadid: 58,4°N; 26,64°E) läheduses asub samuti turbavõtuala, mida ümbritseb okas- ja kaugemal segamets.

3.2. Andmekogumine

3.2.1. Arvukuse mudeli andmestik

Mudeli loomisel kasutati ruutloenduse ning jahiseltsidest kogutud jahistatistika ja jahipiirkondade parameetrite andmeid. Ruutloenduse andmetest kasutati antud töös metskitse, ilvese ja hundi jäljeindekseid (ehk loendustransektiga ristuvate jäljeradade arv

1 km loendustransekti kohta). Jahimeeste kogutud admetest kasutati kütitud loomade arve ning andmeid jahipiirkondade parameetrite (jahimeeste, söödaplatside, söödasõimede, soolakute, kõrgistmete ja jahikantslite arvud ning söödapõldude pindala) kohta. Samuti kasutati Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudist (EMHI) saadud ilmastiku (jaanuari keskmine õhutemperatuur ja talvekuude keskmine lumikatte paksus) ning Poltimäe (2007) tööst saadud metsasuse andmed. Kasutati kuue aasta (2006-2011) informatsiooni, mis oli teisendatud maakonna tasemele.

3.2.1.1. Ruutloenduse taust ja metoodika

Talvine ruutloendus e. transektloendus seisneb lumelt leitud ulukite jäljeradade registreerimisel kindlatel ruudukujulistel u. 12 km pikkustel püsimarsruutidel (4 x 3 km). Üleriigiliselt on ulukijälgede ruutloendust läbi viidud alates 2006. aastast ning 2011 a. veebruari seisuga oli iga-talviseks ulukijäljeradade loenduseks Eestis kokku kasutusel 383 loendusruutu (Veeroja, 2011). Loenduse läbiviijateks on peamiselt jahimehed, kellel on vastavalt jahimaa kasutusõiguse loale kohustus oma kasutuses olevatele jahimaadele märgitud loendusruutudel ruutloendust teostada (Jahiseadus, 2002; Jahiulukite loenduse metoodika, nõutavad küttemisandmed ja nende esitamise kord, aruandeperiood ja tähtajad, 2003). Loendust koordineerib Keskkonnaamet koostöös maakondlike jahindusorganisatsioonidega. Andmed koondatakse ja analüüsitakse Keskkonnateabe Keskuse ulukiseireosakonna poolt.

Metoodika nõuetekohasel täitmisel on tulemuseks konkreetne pideval skaalal muutuv jäljeindeks (JI), mis võimaldab jälgida piirkondlikke erinevusi ja aastatevahelisi muutusi erinevate ulukiliikide suhtelises arvukuses. Kokku kogutakse ruutloenduse teostamisel andmeid 21 imetaja- ja 5 linnuliigi kohta. Ruutloenduse põhilised eelised on paljude loomaliikide üheaegne loendamine ning läbiviimise lihtsus, samuti ei anna Eesti ametlik jahistatistika (üldloendus ja kütmine) adekvaatset informatsiooni ulukite arvukuse kohta (Poltimäe, 2007). Loendust viiakse läbi sõltuvalt sobivatest lume- ning ilmastikuoludest alates 15. jaanuarist kuni märtsi lõpuni, soovitatavalt samal päeval üle terve maakonna. Loenduse läbiviijate kohustus on üks ööpäev (24-48 tundi) pärast metsas jälgi katvat lumesadu läbida loendusmarsruut ning märkida nii loendusandmedile

kui ka loenduskaardile võimalikult täpselt leitud ulukijälgede või fikseeritud vaatluste puhul ulukiliik, jälgede või vaatluste arv ja ulukite liikumise suund.

3.2.2. Välitööd

Välitööd teostati sõltuvalt sobivatest lume- ja ilmastikuoludest alates 2012 detsembrist kuni 2013 veebruari lõpuni. Vähemalt 24 tundi pärast lumesadu kõnniti mööda söötmiskohtadest lähtuvaid metskitse jälgi, salvestades käsinavigaatoriga (Garmin GPSmap 62) liikumisraja ning selle algus- ja lõpp-punkti. Registreeriti ka metssea jäljed ja magamisasemed. Algpunktiks oli söödasõim või söödaplatsi keskkoh, lõpp-punktiks loeti magamisase. Uuritavate jälgede valikul eelistati söötmiskohale lähenevaid võimalikult värskeid jälgi. Uuritava jäljeraja lahknemisel või ristumisel kõrvalise rajaga valiti algsel rajale hinnanguliselt kõige sarnasem rada.

3.3. Statistiline analüüs

Andmete statistiline analüüs viidi läbi programmiga R (versioon: 2.14.1), kasutades graafilist kasutajaliidest R Commander.

3.3.1. Arvukuse mudel

Kõik andmed teisendati maakonna tasemele ($n = 80$). Ruutloenduse tulemustest arvutati jäljeindeksid järgmise valemi $Jl = N / d$ alusel, kus Jl on jäljeindeks, N vaatluste arv ja d transektide kogupikkus (km). Metskitse Jl ja jahipiirkondade parameetrid teisendati kasutades naturaallogaritmi. Hundi jäljeindeksi (h) teisendamisel kasutati valemit $H = \ln(h + 0,1)$ (H – teisendatud hundi Jl).

Metskitse asustustiheduse variatsiooni seletamiseks kasutati segamudeleid, millest parim valiti Akaike informatsioonikriteeriumist (AIC), Bayesi informatsioonikriteeriumist (BIC) ja log-tõepära funktsioonist (*log likelihood*) lähtudes. Juhusliku faktorina kaasati mudelisse „aasta“. Esimene mudel sisaldas algselt kõiki üksikmuutujaid, millest statistiliselt mitteolulised ($p < 0,05$) eemaldati ükshaaval *backward elimination* meetodit kasutades. Teine mudel sisaldas fikseeritud faktoritena ilmastikku ja piirkonna küttemisintensiivsust iseloomustavaid peakomponente (PK) ning metsasust. Ilmastikku iseloomustavad faktorid on ruutloenduse ja sellele eelnenud aasta jaanuari kuu summaarne keskmine temperatuur ja ruutloendusele eelnenud aasta summaarne talvekuude keskmine lumikatte paksus. Küttemisintensiivsust näitavateks muutujateks valiti söödasõimed, kõrgistmete ja jahikantslite ning kütitud metskitsede arvud. Peakomponentanalüüsist jäid välja soolakute, jahimeeste ja söödaplatside arvud ning söödapõldude pindala. Jahimeeste ja söödaplatside arvud ning söödapõldude pindala ei oma statistiliselt olulist korrelatsiooni metskitse jäljeindeksiga. Soolakute arv omab nõrka korrelatsiooni metskitse jäljeindeksiga, kuid seos iseloomustab tõenäoliselt vaid jahimeeste aktiivsust ning soolakud ei oma otsest mõju metskitse asustustihedusele. Mudelist jäeti täielikult välja ka kiskjate jäljeindeksid, kuna need ei omanud olulist korrelatsiooni metskitse jäljeindeksiga.

3.3.2. Liikumismustrite andmeanalüüs

Arvutati leitud metskitse magamisasemete keskmised kaugused vastava punkti söötmiskohast, lähimast teisest metskitse magamisasemest (metskits-metskits) ja lähimast metssea magamisasemest (metskits-metssiga). Metskits-metskits ja metskits-metssiga kauguste arvutamisel kasutati korrigeeritud valimeid, millest eemaldati teistest täielikult eraldi paiknevad metskitse magamisasemed (metskits-metskits: $n = 4$; metskits-metssiga: $n = 2$). Metskits-metssiga arvutamisel eemaldati ka üks metssea magamisase, kuna see paiknes teistest metssea magamisasemetest eraldi metskitse asemete keskel.

Viidi läbi t-test selgitamaks, kas jahimeeste poolt aktiivselt kasutatavate ning mitte aktiivselt kasutatavate söötmiskohtade ümbruses paiknevad metskitse

magamisasemed erineval kaugusel. T-testis kasutati korrigeeritud valimit, milles eemaldati söötmiskohast >700 m kaugusel paiknevad punktid ($n = 2$).

Kasutati Two-sample Wilcoxon teste, et selgitada välja, kas jahimeeste poolt aktiivselt kasutatavate ja hiljuti hüljatud söötmiskoha ümbruses paiknevad metskitse magamisasemed erineval kaugusel lähimast sama liigi naaberasemest ja kas aktiivselt kasutatavates söötmiskohtades on metskits-metskits ja metskits-metssiga kauguste vahel oluline erinevus.

4. Tulemused

4.1. Arvukuse mudel

Parim mudel (Mudel 1) on saadud *backward elimination* meetodil ning sisaldab fikseeritud faktoritena kütitud metskitsede arvu, söödasõimede arvu, metsasust ning temperatuuri (tabel 1). Kütitud metskitsede arv, söödasõimede arv ja temperatuur mõjutavad metskitse jäljeindeksit positiivselt, samas kui metsasusel on negatiivne mõju. Mudel 2 sisaldab fikseeritud faktoritena metsasust ning peakomponente „Talv“ ja „Küttimine“. Metskitse arvukuse variatsiooni seletamisel on statistiliselt olulised peakomponendid „Talv“ ja „Küttimine“ (tabel 1). Mõlemad faktorid mõjutavad metskitse jäljeindeksit positiivselt. Metsasus ei osutunud mudelis oluliseks usalduspiiril 95%, kuid on oluline usalduspiiril 90%.

Tabel 1. Metskitse asustustiheduse mudelite komponendid.

Faktor	Koefit-sient	Standard-viga	Vabadus-aste	t	p	AIC	BIC	LL
0-mudel						150,56	157,7	-72,28
Vabaliige	1,027	0,189	74	5,422	<0,001			
Mudel 1						72,46	89,14	-29,23
Vabaliige	2,031	0,467	70	4,349	<0,001			
Kütitud mets-kitsede arv	0,180	0,032	70	5,566	<0,001			
Söödasõimede arv	0,346	0,144	70	2,395	0,019			
Metsasus	-2,542	0,866	70	-2,934	0,005			
Summaarne temperatuur	0,037	0,011	70	3,252	0,002			
Mudel 2						84,12	98,4	-36,06
Vabaliige	1,929	0,456	71	4,228	<0,001			
Talv	0,176	0,063	71	2,814	0,006			
Metsasus	-1,823	0,917	71	-1,988	0,051			
Küttimine	0,261	0,036	71	7,195	<0,001			

Peakomponent „Küttimine“ sisaldab söödasõimede, kõrgistmete ja/või jahikantslite ning kütitud metskitsede arvu. Kõik algtunnused mõjutavad metskitsede asustustihedust positiivselt, kusjuures söödasõimede arvul on suurim mõju

peakomponendile (tabel 2). Peakomponent „Talv“ sisaldab ruutloendusele eelnenud aasta summaarset talvekuude keskmist lumikatte paksus ning ruutloenduse ja sellele eelnenud aasta jaanuari summaarset keskmist temperatuuri. Temperatuur mõjutab metskitse jäljeindeksit positiivselt, samas kui lumikatte paksus omab negatiivset mõju, seega näitab peakomponent talve pehmust.

Tabel 2. Peakomponentanalüüside tulemused, komponendid „Talv“ ja „Küttimine“.

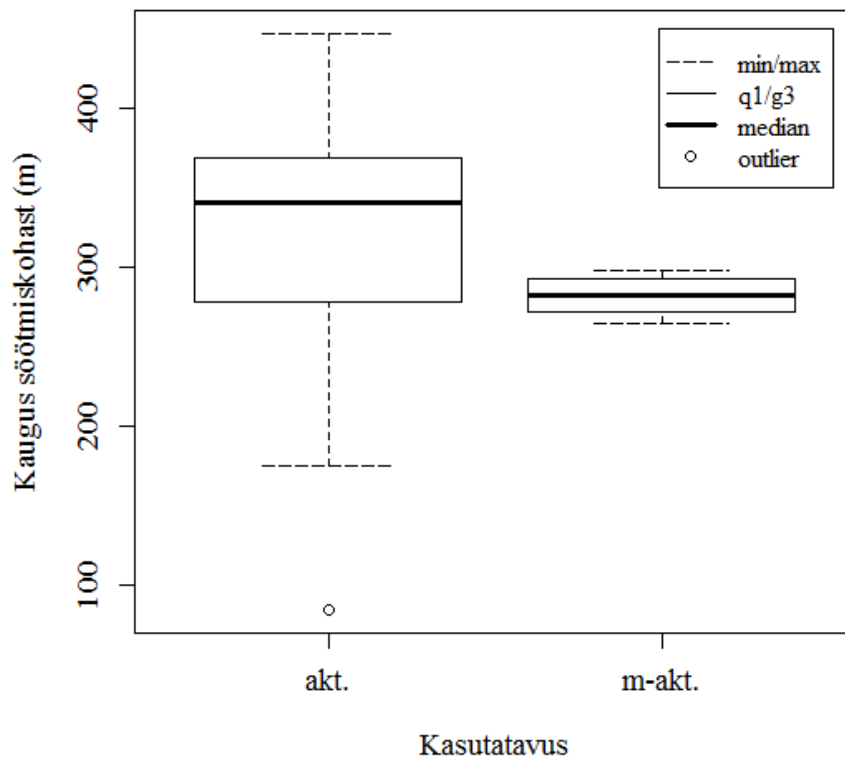
PKA faktor	Faktorkaal	Kommunaliteet (%)	Omaväärtus
Talv		0,839	1,678
Lumikate	-0,707		
Temperatuur	0,707		
Küttimine		0,636	1,907
Kõrgistmed ja jahikantslid	0,548		
Söödasõimed	0,618		
Kütitud metskitsed	0,563		

4.2. Liikumismustrid

Nimetatud perioodi jooksul leiti kokku 46 metskitse magamisaset, neist ligikaudu pooled (24) söötmiskoha A2 lähedusest. Suvel aktiivses kasutuses olnud, aga talvel hüljatud söötmiskoha lähedusest leiti 14 kitse magamisaset, see oli ühtlasi ainus söötmiskoht, mille lähedusest ei leitud metssea magamisasemeid. Metssigade magamisasemeid leiti kokku 31, neist kaks olid korduvalt kasutuses. Metskitsed eelistasid varjulisi magamispaiku, lisaväärtust pakkus madalate (<1 m) küngaste esinemine, mille olemasolu korral paiknesid magamisasemed nende tipus. Magamisasemed paiknesid sageli okaspuude varjus.

Hüljatud söötmiskoha A3 ümbruses paiknesid metskitsede magamisasemed söötmiskohale keskmiselt lähemal (keskmine: 281 m; mediaan: 282,4 m) kui aktiivsete söötmiskohtade ümbruses (keskmine: 348 m; mediaan: 344,9 m; $t = 2,545$; $df = 31,534$; $p = 0.016$) (joonis 1). A3 ümbruses paiknesid metskitsede magamisasemed lähimale samale liigile kuuluvale naaberasemele keskmiselt lähemal (keskmine: 8,3 m; mediaan: 6,6 m) kui aktiivsete söötmiskohtade ümbruses (keskmine: 33,7 m; mediaan: 9,4 m; Two-sample Wilcoxon test: $W = 282$; $p = 0.022$).

Arvestades ainult aktiivselt kasutatavaid söötmiskohti, on metskitse magamisasemed sama liigi naaberasemetele lähemal (keskmine: 33,7 m; mediaan: 9,4 m) kui metssea magamisasemetele (keskmine: 274,2 m; mediaan: 267 m) ja looma liigil on statistiliselt oluline mõju metskitse magamisaseme kaugusele (Two-sample Wilcoxon test: $W = 18$; $p < 0,001$). Metssigade magamisasemed paiknesid söötmiskohtadest keskmiselt 439,8 m ($\pm 176,8$) kaugusel ja sama liigi naaberasemetest 57,2 m (± 74) kaugusel.



Joonis 1. Metskitse magamisasemete kaugus söötmiskohast [korregeeritud valimis – eemaldatud söötmiskohast >700 m kaugusel paiknevad punktid ($n = 2$); akt. – aktiivselt kasutatavad söötmiskohad; m-akt. – hüljatud söötmiskoht; min/max – miinimumväärtus/maksimumväärtus; q1/q3 – alumine kvartiil/ülemine kvartiil].

5. Arutelu

5.1. Metskitse arvukust mõjutavad faktorid

Käesoleva töö tulemusel selgus, et metskitsede arvukuse dünaamikat määravatest küttimisnäitajatest on Eestis olulised söödasõimede arv, kütitud metskitsede arv ning kõrgistmete ja jahikantslite arv (tabel 1). Nendest tulid mõlemas mudelis oluliseks söödasõimede arv ja kütitud metskitsede arv ning kõrgistmete ja jahikantslite arv osutus oluliseks peakomponendi „Kütmine“ koosseisus (tabel 2).

Lisasöötmine mõjutab metskitse arvukust positiivselt, mida toetavad ka varasemate samalaadsete tööde tulemused. On leitud, et pärast hirvlaste lisa söötmise alustamist tõuseb asustustihedus piirkonnas oluliselt (Garner, 2001; Ozoga ja Verme, 1982). Asustustihedust suurendab lisa söötmise koondav efekt, mille tulemusel hoiduvad ulukid söötmiskohtade ümbrusesse (Garner, 2001; Thompson, 2008) ja sigimisedukuse tõus, mis võib kutsuda esile kohaliku populatsiooni hüppelise kasvu (Ozoga ja Verme, 1982).

Mudelis oli kütitud metskitsede arv seotud positiivselt metskitse jäljeindeksiga. Siiski ei ole suur küttimismaht seostatav kõrge jäljeindeksi väärtusega, vaid mõlemad näitajad iseloomustavad metskitse arvukust. Tugev seos kütitud loomade arvu ja jäljeindeksi vahel näitab nimetatud muutujate usaldusväärsust metskitse arvukuse hindamisel. See ei ole iseloomulik kõigile Eesti sõralistele – sarnases arvukuse mudelis ei olnud kütitud metssigade arv jäljeindeksiga tugevalt seotud (Oja jt., avaldamata andmed).

Kõrgistmete ja jahikantslite arv oli käsitletud mudelis positiivselt seotud metskitse arvukusega. Antud faktor võib näidata piirkonna jahinduslikku suunitlust ja üldist taset, sest kõrgistmed asuvad harilikult söötmiskohtade vahetus läheduses ja peegeldavad nii ulukihoolet, mille eesmärk on tõsta arvukust. Ühtlasi tegeletakse jahipidamisega intensiivsemalt suure ulukite arvukusega piirkondades, et vähendada liiga kõrge arvukusega kaasnevaid põllu- ja metsakahjustusi. Leitud trend võib näidata ka erinevate jahivõtete kasutamist piirkonniti. Tõenäoliselt teostatakse suure kõrgistmete ja/või jahikantslite arvuga piirkondades vähem ajujahti. Ajujaht mõjutab sõraliste elupaigakasutust (Sforzi ja Lovari, 2000; Scillitani jt., 2010). Sweeney jt.

(1971) näitasid, et kui koerad valgesaba hirvi jälitavad, lahkuvad hirved ajutiselt oma kodupiirkonnast. Kuigi ühekordsel ajujahil on vaid lühiajaline mõju metssigade ruumikasutusele kodupiirkondade sees (Keuling jt., 2008) või ümbruses (Sodeikat ja Pohlmeier, 2003), sunnivad korduvalt läbi viidavad ajujahid metssigu kodupiirkonda vahetama (Scillitani jt., 2010). Sarnaselt metssigadele võivad tihedad ajujahid mõjutada ka metskitse populatsioonide demograafiat ja tõsta arvukust piirkondades, kus ajujaht toimub harva. Vastusena aastatel 2000–2006 toimunud metskitse arvukuse tõusule ja sellest tingitud metsakahjustuste suurenemisele, on alates 2007. aasta lõpust Eestis lubatud ajujaht metskitsedele. Siiski peetakse Eestis metskitsedele ajujahti suhteliselt vähe, mistõttu on tõenäolisem seletus leitud seosele teiste loomade ajujahil tekkiv häiring. Kuna jahikoerad pole tihti treenitud jahilooma selekteerima, võib metsseale peetav ajujaht tõsiselt häirida teisi liike, sealhulgas metskitse (Scillitani jt., 2010). Ajujahi mõju täpset suurust on antud töö tulemustel raske hinnata, kuna jahipiirkonna tasemel toimuvate ajujahtide mõju ei avaldu maakonna tasemel.

Nii jaanuari temperatuur kui talvine lumikatte paksus mõjutavad metskitse asustustihedust oluliselt (tabel 1). Käesolevas töös on primaarne faktor temperatuur, mis osutus oluliseks mõlemas mudelis (tabel 1), samas kui lumikatte paksus on oluline vaid peakomponendi „Talv“ koosseisus (tabel 2). Samas ei saa olla kindel, et temperatuur on Eestis metskitse arvukuse määramisel lumikattest olulisem, sest mõlemad muutujad korreleeruvad tugevalt metskitse arvukusega. Temperatuur mõjutab metskitse arvukust positiivselt. Kõrgem talvine temperatuur vähendab metskitsede toidupuudusest põhjustatud suremust (Cederlund ja Lindström, 1983), sest energeetilised kulutused on madalamad (Silver jt., 1971). Kuna temperatuur korreleerub negatiivselt lumikatte paksusega, viitab temperatuuri positiivne mõju ka lumikatte olulisele negatiivsele mõjule. Lumikatte paksus vähendab eelkõige hirvlaste toidu kättesaadavust ja raskendab liikumist. Suure lumikatte paksuse juures ei ole metskits võimeline puhmarinde taimestikuni jõudma (Helle, 1980). Lisaks on näidatud, et kui lume paksus ületab 30% hirvlaste rinnakõrgusest, on nende liikumine oluliselt takistatud (Kelsall, 1969) ja energiakulu tõuseb (Cederlund ja Lindström, 1983). Kuigi lumikatte paksus jõuab harva piirini, mis otseselt suremust tõstab, pikendab suur lumikatte paksus talve alguses metskitsede negatiivse energiabilansiga perioodi (Grotan, 2005). Suurenenud lumikatte paksus korreleerub negatiivselt talvejärgse kehamassiga, mõjutab sigimisedukust ning vähendab oluliselt populatsioonide kasvukiirust (Mysterud ja Ostbye, 2006), mis võib viia arvukuse languseni.

Talve karmust iseloomustavad faktorid on eriti olulised metskitse arvukuse ja asustustiheduse määramisel levila põhjapoolses osas (Cederlund ja Lindström, 1983; Heurich jt., 2012), kusjuures enamasti mõjutab populatsioonidünaamikat suuremal määral lumikatte paksus (Mysterud ja Ostbye, 2006), sest suur lumikatte paksus piirab oluliselt metskitsede toidu kättesaadavust talvel (Helle, 1980). Eestis ei ole lumikate harilikult nii sügav, et metskitsel puuduks ligipääs looduslikule toidule. Kuna kliimateguritel, sealhulgas talvisel temperatuuril ja lumikattel, on suur mõju sõraliste arvukusele (Weladji jt., 2002), on talvede karmus ka Eesti metskitse arvukusele suurt mõju avaldanud, põhjustades nii 20. sajandil arvukuse langusi kui ka käesolevat arvukuse madalseisu (Veeroja, 2010; 2012). Rauno Veeroja arvates on praeguse väikese metskitse arvukuse põhjustamisel eriti suure tähtsusega 2009/2010 ning 2010/2011 aastate talved, mil suremus raskete olude tõttu tõusis. Laos ja Randveer (2013) märgivad, et vaatamata madalale metskitse arvukusele, on langus nüüdseks pidurdunud ning piirkonniti on nähtav ka arvukuse tõus.

Metsasus on mudelis metskitse arvukusega negatiivselt seotud. Metskits eelistab elupaigana mosaiikset kultuurmaastikku (Torres jt., 2011), sest see võimaldab suuremat toiduvalikut ja paremaid varjevõimalusi (Tufto jt., 1996). Kõrge metsasus tagab küllaldased varjevõimalused, kuid mitte toiduvalikut (Vospernik ja Reimoser, 2008), mistõttu on suure metsa osakaaluga piirkondades metskitse arvukus madalam. Seega järeldub tulemustest, et varjevõimaluste vähesus ei piira metskitse elupaigavalikut Eestis. Kuigi käesolevas töös jäi kiskjate mõju metskitse arvukusele mudelitest täielikult välja, võib negatiivne seos metsasusega näidata ka kaudselt seost kiskjatega – Raja (2011) leidis, et hunt eelistab kõrge metsasusega alasid. Metskits on ilvese ja hundi olulisim toiduobjekt Eestis (Valdmann jt., 2005) ning nende mõju metskitse populatsioonidele on näidatud ka mujal Euroopas (Jedrzejewska jt., 1997; Ratikanen jt., 2007; Heurich, 2012; Ripple ja Beschta, 2012). Arvatakse, et nimetatud kiskjad on aeglustanud ka hetkel Eestis madalseisus oleva metskitse arvukuse taastumist (Veeroja, 2012).

Kiskjate mõju saakloomale oleneb piirkonna spetsiifilistest parameetritest. Ilvese mõju suuruse varieeruvus metskitse populatsioonile on suuresti seletatav metskitsede asustustihedusega (Heurich jt., 2012) – mõju on suur väikese metskitse asustustihedusega aladel ning langeb saaklooma tiheduse suurenemisel. Seda mustrit võib seletada ilvese efektiivse kisklusstrateegiaga isegi madalatel saaklooma asustustihedustel. Murdmismäär tõuseb kuni saaklooma asustustihedus on 2 isendit/km²,

peale mida jääb konstantseks ning saaklooma asustustiheduse kasvades ilvese mõju populatsioonile väheneb (Nilsen jt., 2009). Seega, kuigi ilves võib väikesel skaalal mõjutada metskitse arvukust, ei mõjuta ta enamasti metskitse populatsiooni pikaajalist arvukuse trendi (Kont, 2010). Ilvese mõju metskitse arvukusele vähendab ka asjaolu, et rasketes talvistes oludes eelistab metskits ka kõrgema kisklusriski hinnaga karmide keskkonnatingimuste eest varjulisemat ning toitumisalale lähemalasuvat elupaika (Ratikanen jt. (2007)). Hundi kõrvalejäämist mudelist võib põhjustada hundi hajus ja ebaühtlane paiknemine Eestis (Veeroja, 2012). Hundi leidub Eestis kõige enam suure metsasusega piirkondades (Raja, 2011), metskitse poolt eelistatud mosaiiksel kultuurmaastikul vähem. Samuti võib hundi mõju metskitse asustustihedusele vähendada uurimisperioodi vältel suhteliselt kõrgel püsinud metssea arvukus. Metssiga on hundi eelistatuid saakloom Eestis (Valdmann jt., 2005) ja uurimisperioodi vältel toimunud metskitse arvukuse langusel võis hunt suurendada kisklussurvet metsseale.

5.2. Liikumismustrid

Tähtvere jahipiirkonnas paiknesid metskitse magamisasemed keskmiselt 348 m ($\pm 134,7$) kaugusel aktiivselt kasutatavatest söötmiskohtadest, mis on kaugemal kui Norras – Ratikanen jt. (2007) leidsid, et magamisasemed olid toitumisaladest keskmiselt 47,1 m ($\pm 75,4$) kaugusel ning maksimaalne kaugus oli vaid 338 m. See uurimus sisaldab ka magamisasemete kaugusi looduslikest toitumiskohtadest, mis asusid magamisasemetele oluliselt lähemal kui söötmiskohad. See näitab, et metskitsed tajuvad söötmiskohtade ohtu (inimesepoolne häiring), kuid ei seleta väga suurt erinevust käesoleva magistritöö tulemustega. Eestis kasutavad metskitsed metssigadega samasid söötmiskohti ja ka Tähtvere jahipiirkonnas asusid enamikus söötmiskohtades nii metskitsede sõimed kui metssigade söödaplatsid. Metssead võivad murda metskitsetallesid (Hennig, 1998; Schley ja Roper, 2003 kaudu) ja seega on võimalik, et Eestis on metskitsed söötmiskohtade ümbruses ettevaatlikumad kui Norras, kus metsseapopulatsioon puudub. Kuigi talvel metssead arvatavasti kevadel sündinud tallesid ei ohusta, võivad metskitsed siiski nende suhtes ettevaatlikkust säilitada. Metskitse hoidumist metsseast kinnitab ka mõlema liigi magamisasemete selgelt erinev

paiknemine käesolevas töös. Metskitse magamisasemed asuvad sama liigi naaberasemetele oluliselt lähemal kui metssea magamisasemetele, mis viitab, et liigid kasutavad eri tüüpi magamispaiku. Lisaks kaitseb metskitse magamisasemete väike omavaheline kaugus ka kiskjate eest – grupis lähestikku magamine võib suurendada kiskjate märkamise tõenäosust (Mysterud ja Ostbye, 1995). Norras võivad magamisasemed toitumiskohtadele lähemal paikneda sealse pehmema kliima tõttu, sest magamisasemete ja toitumisala vahelise kauguse määramisel on tuule tugevus ja temperatuur olulised (Mysterud ja Ostbye, 1995) – tugevama tuule ja madalama temperatuuriga liiguvad metskitsed lagedatest toitumisaladest kaugemale ja otsivad varjulisemaid magamiskohti.

Aktiivselt kasutatavate söötmiskohtade ümbruses paiknesid metskitse magamisasemed söötmiskohast oluliselt kaugemal, võrreldes talveks hüljatud söötmiskohaga. See võib olla seotud hüljatud söötmiskoha ümbruses asetleidvate väiksemate inimesepoolsete häiringutega, mistõttu metskitsed julgevad endisele söötmiskohale lähemal asuvat ala magamiseks kasutada. Samuti näitavad töö tulemused, et aktiivselt kasutatavate söötmiskohtade ümbruses asuvad metskitsede magamisasemed teineteise suhtes lähemal kui hüljatud söödaplatsi ümbruses. On võimalik, et hüljatud söötmiskoha ümbrust kasutab vähem isendeid, mille magamisasemed asuvad teineteisele lähedal kaitseks kiskjate eest (Mysterud ja Ostbye, 1995). Siiski tuleb nimetatud tulemustesse suhtuda ettevaatusega, kuna andmed on kogutud ühe hüljatud söötmiskoha ümbrusest ning ühel päeval ja võivad kirjeldada ka vaid ühte karja. Magamisasemete lähedust söötmiskohale ja teineteisele võib seletada ka metskitsede poolt eelistatud künklik pinnamood magamisasemete leiukohas.

Metskitse magamisasemed paiknesid suhteliselt lähestikku, mida seletavad metskitse karjane eluviis talvel ja suhteliselt spetsiifilised eelistused magamispaiigale. Töö tulemused kinnitavad teiste samalaadsete uurimiste tulemusi, mille kohaselt on varjulisus primaarne faktor magamiskoha valikul nii talvel kui suvel (Mysterud, 1996; Ratikanen jt., 2007). Samuti sai kinnitust, et talvel eelistavad metskitsed okaspuude aluseid ning mikrotopograafilisi „tippe“ lagedale pinnasele, kuna okaspuud suurendavad varjulisust ja kõrgemal paiknevad magamisasemed pakuvad isenditele head ülevaadet piirkonnast ning paremaid põgenemisvõimalusi kiskjate rünnaku korral (Mysterud ja Ostbye, 1995).

Töö käigus registreeriti ka metssigade magamisasemete paiknemine, metssea magamisasemed paiknevad nii söötmiskohast kui sama liigi naaberasemest kaugemal

kui metskitse magamisasemed. Suuremat kaugust söötmiskohast seletab metssea oluliselt suurem kodupiirkond võrreldes metskitsega. Singer jt. (1981) leidsid, et isaste ja emaste metssigade keskmiste kodupiirkondade suurused on vastavalt 3,5 km² ja 3,1 km², samas kui metskitsede kodupiirkonnad on 0,2 – 1 km² suurused (Kjellander jt. 2004). Arvestades aga metssea kodupiirkonna suurust, asusid magamisasemed söötmiskohtadele võrdlemisi lähedal. Kuigi metssead on häiringule tundlikud ja nende elupaigavalikul on varjupaikade olemasolu oluline (Gerard jt., 1991), muudavad nad oma aktiivsustreid võrdlemisi väikesel skaalal (Ohashi jt., 2012). Metssea magamisasemete suurem kaugus sama liigi naaberasemetest viitab tõenäoliselt üksikute kultide eraldipaiknevatele magamisasemetele jooksuaja välisel perioodil.

Sõralised koonduvad söötmiskohtade ümbrusesse (Thompson, 2008), mistõttu on nende asustustihedus lokaalselt kõrge (Ozoga ja Verme, 1982). Kiskjad eelistavad suurema saaklooma tihedusega piirkondi (Godbois jt., 2004) ja nii võib sõraliste lisasöötmise ka neid koondada, mistõttu kiskjate murdmismäär tõuseb söötmiskohtade ümbruses. Vastavate uurimistööde korraldamisel on oluline arvestada saaklooma magamisasemete kaugust söötmiskohtadest, mis võib sõltuvalt kiskjatest piirkonniti erineda, nagu näitas käesolev magistr töö.

Kokkuvõte

Käesoleva magistritöö eesmärk oli luua Eesti metskitse arvukuse varieeruvust seletavad mudelid ning uurida metskitse magamisasemete paiknemist lisa söötmise tingimustes. Mudelite loomisel kasutati arvukuse näitajana ruutloenduse teel saadavat jäljeindeksit, mis seoti varem metskitse arvukuse määramisel oluliseks osutunud teguritega. Et uurida sõraliste magamisasemete kaugust söötmiskohtadest, viidi 2012/2013 talvel läbi välitöö, mille raames salvestati metskitse ja metssea magamisasemete asukohad nelja söötmiskoha ümbruses Tähtvere jahipiirkonnas.

Jäljeindeksi peegeldatava arvukuse varieeruvuse seletamisel on kõige olulisemad talvine temperatuur ja lumikate, söödasõimede arv, kütitud metskitsede arv ja metsa osakaal. Söödasõimed koondavad metskitse ja vähendavad nende suremust karmidel talvedel. Kütitud metskitsede arv näitab kaudselt arvukust ning kinnitab jäljeindeksi usaldusväärsust arvukuse hindamisel. Metsasus on metskitse arvukusega negatiivselt seotud, mis näitab nii mosaiikset elupaigaeelistust, varjupaikade rohkest Eestis kui kiskjatest hoidumist.

Metskitse magamisasemete keskmine kaugus söötmiskohtadest Eestis on 348 m, mis on oluliselt suurem kui Norras. Jahimeeste poolt aktiivselt kasutatavate söötmiskohtade ümbruses paiknevad metskitse magamisasemed oluliselt kaugemal kui talveks hüljatud söötmiskoha ümbruses, mida põhjustab sealne suurem inimesepoolne häiring. Aktiivselt kasutatavate söötmiskohtade ümbruses paiknesid magamisasemed teineteisest kaugemal kui hüljatud söötmiskoha ümbruses. Metskitse magamisasemed asuvad sama liigi naaberasetele oluliselt lähemal kui metssea magamisasemetele, sest metskits eelistab teistsugust magamiskohta ning väldib metssiga, mida näitas ka kahe sõralise liigi selgelt erinev magamisasemete paiknemine.

Summary

The aim of this master's thesis was to create models explaining the variability of roe deer abundance in Estonia and to study the placement of roe deer bed sites under the conditions of supplemental feeding. In models, abundance index obtained from Estonian winter census was used as an estimate of abundance, which was linked to important factors that determine roe deer abundance. To study the distance of beds from supplemental feeding stations, fieldwork was carried out in the winter of 2012/2013, during which roe deer and wild boar bed sites were recorded in the vicinity of four supplemental feeding stations at Tähtvere hunting area.

The most important factors explaining the variability of abundance are winter temperature and snow cover, number of feeding stations, size of roe deer hunting bag and the proportion of forest. Feeding stations concentrate roe deer and reduce mortality, which is associated with harsh winters. The size of roe deer hunting bag shows the abundance indirectly and confirms the reliability of abundance index in assessing roe deer abundance. The proportion of forest is negatively correlated with roe deer abundance, which shows preference of mosaic habitat, abundance of cover in Estonia and the avoidance of predators.

The mean distance of roe deer bed sites from feeding stations in Estonia is 348 m, which is considerably larger than in Norway. Due to human disturbance, the bed sites are located significantly further in the vicinity of actively used feeding sites than around the abandoned site. The bed sites are located further apart in the vicinity of active feeding sites than around the abandoned feeding site. Roe deer bed sites are significantly closer to each other than to wild boar bed sites, because roe deer prefer different bedding areas and avoid wild boar, which was also shown by the different location of bed sites of the two ungulates.

Tänuavaldus

Tänan oma juhendajaid Ragne Ojat ja Harri Valdmanni õpetuste ja nõuannete eest välitööde läbiviimisel ja töö koostamisel. Samuti tänan Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituuti ning Rivo Poltimäed andmete eest. Tänan ka oma perekonda toetuse eest.

Kasutatud kirjandus

- Aguirre, A. A., Bröjer, C., Mörner, T. (1999) Descriptive epidemiology of roe deer mortality in Sweden. *Journal of Wildlife Diseases* 35: 753-762.
- Barancekova, M. (2004) The roe deer diet: Is floodplain forest optimal habitat? *Folia Zoologica* 53: 285-292.
- Barancekova, M., Krojerova-Prokešova, J., Šustr, P., Heurich, M. (2010) Annual changes in roe deer (*Capreolus Capreolus* L.) diet in the Bohemian Forest, Czech Republic/Germany. *European Journal of Wildlife Research* 56: 327-333.
- Borkowski, J., Ukalska, J. (2008) Winter habitat use by red and roe deer in pine-dominated forest. *Forest ecology and management* 255: 468-475.
- Brown, R. D., Cooper, S. M. (2006) The nutritional, ecological, and ethical arguments against baiting and feeding white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 34: 519-524.
- Burbaite, L., Csanyi, S. (2009) Roe deer population and harvest changes in Europe. *Estonian Journal of Ecology* 58: 169-180.
- Cagnacci, F., Focardi, S., Heurich, M., Stache, A., Hewison, A. J. M., Morellet, N., Kjellander, P., Linnell, J. D. C., Mysterud, A., Neteler, M., Delucchi, L., Ossi, F., Urbano, F. (2011) Partial migration in roe deer: migratory and resident tactics are end points of a behavioural gradient determined by ecological factors. *Oikos* 120: 1790–1802.
- Cederlund, G. (1983) Home range dynamics and habitata selection by roe deer in a boreal area in central Sweden. *Acta Theriologica* 28: 443-460.
- Cederlund, G., Lindström, E. (1983) Effects of severe winters and fox predation on roe deer mortality. *Acta Theriologica* 28: 129-145.
- Cooper, S. M., Ginnett, T. F. (2000) Potential effects of supplemental feeding of deer on nest predation. *Wildlife Society Bulletin* 28: 660-666.
- Cooper, S. M., Owens, M. K., Cooper, R. M., Ginnett, T. F. (2006) Effect of supplemental feeding on spatial distribution and browse utilization by white-tailed deer in semi-arid rangeland. *Journal of Arid Environments* 66: 716-726.

- Cornelis, J., Casaer, J., Hermy, M. (1999) Impact of season, habitat and research techniques on diet composition of roe deer (*Capreolus capreolus*): a review. *Journal of Zoology* 248: 195-207.
- Cross, P. C., Cole, E. K., Dobson, A. P., Edwards, W. H., Hamlin, K. L., Luikart, G., Middleton, A. D., Scurlock, B. M., White, P. J. (2010) Probable causes of increasing brucellosis in free-ranging elk of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ecological Applications* 20: 278-288.
- Djordjevic, N., Popovic, Z., Grubic, G. (2006) Chemical composition of the rumen contents in roe deer (*Capreolus capreolus*) as potential quality indicator of their feeding. *Journal of Agricultural Sciences* 51: 133-140.
- Doenier, P. B., DelGiudice, G. D., Riggs, M. R. (1997) Effects of winter supplemental feeding on browse consumption by white-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 25: 235-243.
- Duncan, P., Tixier, H., Hofmann, R. R., Lechner-Doll, M. (1998) Feeding strategies and the physiology of digestion in roe deer. In: Andersen, R., Duncan, P., Linnell, J. D. C. (eds) *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press, Oslo, Norway, pp 91-116.
- Focardi, S., Pelliccioni, E. R., Petrucco, R., Toso, S. (2002) Spatial patterns and density dependence in the dynamics of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in Central Italy. *Oecologia* 130: 411-419.
- Fruzinski, B., Labudzki, L., Wlazelko, M. (1983) Habitat, density and spatial structure of the forest roe deer population. *Acta Theriologica* 28: 243-258.
- Garner, M. S. (2001) Movement patterns and behavior at winter-feeding and fall baiting stations in a population of white-tailed deer infected with bovine tuberculosis in the Northeastern Lower Peninsula of Michigan. Michigan State University Department of Fisheries and Wildlife. [Doktoritöö]. East Lansing.
- Gerard, J. F., Cargnelutti, B., Spitz, F., Valet, G., Sardin, T. (1991) Habitat use of wild boar in a French agroecosystem from late winter to early summer. *Acta Theriologica* 36: 119-129.
- Godbois, I. A., Conner, L. M., Warren, R. J. (2004) Space-use patterns of bobcats relative to supplemental feeding of northern bobwhites. *The Journal of Wildlife Management* 68: 514-518.

- Grotan, V., Saether, B. E., Engen, S., Solberg, E. J., Linnell, J. D. C., Andersen, R., Broseth, H., Lund, E. (2005) Climate causes large-scale spatial synchrony in population fluctuations of a temperate herbivore. *Ecology* 86: 1472-1482.
- Hamilton, A. M., Freedman, A. H., Franz, R. (2002) Effects of deer feeders, habitat and sensory cues on predation rates on artificial turtle nests. *American Midland Naturalist* 147: 123-134.
- Helle, P. (1980) Food composition and feeding habits of the roe deer in winter in Central Finland. *Acta Theriologica* 25: 395-402.
- Heurich, M., Möst, L., Schauburger, G., Reulen, H., Sustr, P., Hothorn, T. (2012) Survival and causes of death of European Roe Deer before and after Eurasian Lynx reintroduction in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Wildlife Research* 58: 567-578.
- Hofmann, R. R. (1989) Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443-457.
- Jahiseadus. (2002) Riigi Teataja I osa, nr 41, art 252.
- Jahiulukite loenduse metoodika, nõutavad küttimisandmed ja nende esitamise kord, aruandeperiood ja tähtajad. (2003) Riigi Teataja Lisa, nr 87, art 1276.
- Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W., Bunevich, A. N., Milkowski, L., Krasinski, Z. A. (1997) Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica* 42: 399-451.
- Jõgisalu, I. (2010) Metskitse-ninakiini (*Cephenemyia stimulator* Clark, 1815) (*Diptera: Oestridae*) vastsete ja helmintide mõjust euroopa metskitsele (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758). Tartu Ülikooli zooloogia õppetool. [Magistritöö]. Tartu.
- Kelsall, J. P. (1969) Structural adaptations of moose and deer for snow. *Journal of Mammology* 50: 302-310.
- Keuling, O., Stier, N., Roth, M. (2008) How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* L.? *European Journal of Wildlife Research* 54: 729-737.
- Kjellander, P., Hewison, A. J. M., Liberg, O., Angibault, J. M., Bideau, E., Cargnelutti, B. (2004) Experimental evidence for density-dependence of home-range size in

- roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Oecologia* 139: 478-485.
- Kont, R. (2010) Ilvese kisklusmäär ja mõju metskitse populatsioonile. Tartu Ülikooli zooloogia õppetool. [Magistritöö]. Tartu.
- Kossak, S. (1981) Development of food habits in roe-deer. *Acta Theriologica* 26: 483-494.
- Marchesi, L., Sergio, F., Pedrini, P. (2002) Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 144: 164-177.
- Matrai, K., Kabai, P. (1989) Winter plant selection by red and roe deer in a forest habitat in Hungary. *Acta Theriologica* 34: 227-234.
- Melis, C., Jedrzejewska, B., Apollonio, M., Barton, K. A., Jedrzejewski, W., Linnell, J. D. C., Kojola, I., Kusak, J., Adamic, M., Ciuti, S., Delehan, I., Dykyy, I., Krapinec, K., Mattioli, L., Sagaydak, A., Samchuk, N., Schmidt, K., Shkvyrya, M., Sidorovich, V. E., Zawadzka, B., Zhyla, S. (2009) Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 18: 724-734.
- Moen, A. N. (1976) Energy conservation by white-tailed deer in the winter. *Ecology* 57: 192-198.
- Moser, B., Schütz, M., Hindenlang, K. E. (2008) Resource selection by roe deer: Are windthrow gaps attractive feeding places. *Forest Ecology and Management* 255: 1179-1185.
- Murden, S. B., Risenhoover, K. L. (1993) Effects of habitat enrichment on patterns of diet selection. *Ecological Applications* 3: 497-505.
- Männil, P., Veeroja, R., Tõnisson, J. (2012) Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2012. Keskkonnateabe Keskus. Tartu.
- Mysterud, A. (1996) Bed-site selection by European roe deer *Capreolus capreolus* in southern Norway during summer. *Wildlife Biology* 2: 101-106.
- Mysterud, A., Bjørnsen, B. H., Ostbye, E. (1997) Effects of snow depth on food and habitat selection by roe deer *Capreolus capreolus* along an altitudinal gradient in south-central Norway. *Wildlife Biology* 3: 27-33.
- Mysterud, A., Ostbye, E. (1995) Bed-site selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*) in southern Norway during winter. *Canadian Journal of Zoology* 73: 924-932.

- Mysterud, A., Ostbye, E. (2006) Effect of climate and density on individual and population growth of roe deer *Capreolus capreolus* at northern latitudes: the Lier valley, Norway. *Wildlife Biology* 12: 321-329.
- Nelson, M. E., Mech, L. D. (1986) Relationship between snow depth and gray wolf predation on white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management* 50: 471-474.
- Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C., Odden, J., Andersen, R. (2009) Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78: 741–751.
- Ohashi, H., Saito, M., Horie, R., Tsunoda, H., Noba, H., Ishii, H., Kuwabara, T., Hiroshige Y., Koike, S., Hoshino, Y., Toda, H., Kaji, K. (2012) Differences in the activity pattern of the wild boar *Sus scrofa* related to human disturbance. *European Journal of Wildlife Research* 59: 167-177.
- Oja, R. (2012) Metssea (*Sus scrofa*) lisasöötmise mõju maaspesitsevatele lindudele. *Hirundo* 25: 34-46.
- Ozoga, J. J. (1972) Aggressive behaviour of white-tailed deer at winter cuttings. *The Journal of Wildlife Management* 36: 861-868.
- Ozoga, J. J., Verme, L. J. (1982) Physical and reproductive characteristics of a supplementally-fed white-tailer deer herd. *The Journal of Wildlife Management* 46: 281-301.
- Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Odden, J., Odden, M., Andersen, R. (2008) When a generalist becomes a specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Canadian Journal of Zoology* 86: 116-126.
- Pedrini, P., Sergio, F. (2001) Golden Eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. *Bird Study* 48: 194-199.
- Peterson, C., Messmer, T. A. (2007) Effects of winter-feeding on mule deer in Northern Utah. *The Journal of Wildlife Management* 71: 1440-1445.
- Poltimäe, R. (2007) Komplekse ulukiseire rakendamise Eestis, andmete kasutatavusest. Tartu Ülikooli geograafia instituut. [Bakalaureusetöö]. Tartu.
- Prins, R. A., Geelen, M. J. H. (1971) Rumen characteristics of red deer, fallow deer and roe deer. *The Journal of Wildlife Management* 35: 673-680.
- Raja, A. (2011) Hundi elupaigasobivuse mudel Eestis. Tartu Ülikooli zooloogia õppetool. [Magistritöö]. Tartu.

- Randveer, T. (1989) Metskits. Valgus. Tallinn. 112 p.
- Ratikanen, I. I., Panzacchi, M., Mysterud, A., Odden, J., Linnell, J., Andersen, R. (2007) Use of winter habitat by roe deer at a northern latitude where Eurasian lynx are present. *Journal of Zoology* 273: 192-199.
- Ripple, W. J., Beschta, R. L. (2012) Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 58: 733-742.
- Sage, R. B., Hollins, K., Gregory, C. L., Woodburn, M. I. A., Carroll, J. P. (2004) Impact of roe deer *Capreolus capreolus* browsing on understorey vegetation in small farm woodlands. *Wildlife Biology* 10: 115-120.
- Schley, L., Roper, T. J. (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal review* 33: 43-56.
- Schmidt, K. (1993) Winter ecology of nonmigratory Alpine red deer. *Oecologia* 95: 226-233.
- Scillitani, L., Monaco, A., Toso, S. (2010) Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? Some evidences and management implications. *European Journal of Wildlife Research* 56: 307-318.
- Sforzi, A., Lovari, S. (2000) Some effects of hunting on wild mammalian populations. *Ibex Journal of Mountain Ecology* 5: 165-171.
- Silver, H., Hotler, J. B., Colovos, N. F., Hayes, H. H. (1971) Effect of falling temperature on heat production in fasting white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management* 35: 37-46.
- Singer, F. J., Otto, D. K., Tipton, A. R., Hable, C. P. (1981) Home ranges, movements and habitat use of European wild boar in Tennessee. *The Journal of Wildlife Management* 45: 343-353.
- Sodeikat, G., Pohlmeier, K. (2003) Escape movements of family groups of wild boar *Sus scrofa* influenced by drive hunts in Lower Saxony, Germany. *Wildlife Biology* 9: 43-49.
- Sweeney, J. R., Marchinton, R. L., Sweeney, J. M. (1971) Responses of radio-monitored white-tailed deer chased by hunting dogs. *The Journal of Wildlife Management* 35: 707-716.
- Thompson, A. K., Samuel, M. D., Van Deelen, T. R. (2008) Alternative feeding strategies and potential disease transmission in Wisconsin white-tailed deer. *The Journal of Wildlife management* 72: 416-421.

- Tixier, H., Duncan, P. (1996) Are European roe deer browsers? A review of variations in the composition of their diets. *Revue d'Ecologie (La terre et la Vie)* 51: 3-17.
- Torres, R. T., Carvalho, J. C., Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Fonseca, C. (2011) Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human-modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecological Research* 26: 781-789.
- Torres, R. T., Virgos, E., Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Fonseca, C. (2012) Life at the edge: Roe deer occurrence at the opposite ends of their geographical distribution, Norway and Portugal. *Mammalian Biology* 77: 140-146.
- Tufto, J., Andersen, R., Linnell, J. (1996) Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology* 65: 715-724.
- Turner, D. C., Geiger, C., Blankenhorn, H. (1987) Factors to consider in future roe deer management in Switzerland. In: Wemmer, C. M. (eds) *Biology and management of the Cervidae*. Smithsonian Institution Press, Front Royal, Virginia, pp 551-558.
- Valdmann, H., Andersone-Lilley, Z., Koppa, O., Ozolins, J., Bagrade, G. (2005) Winter diets of wolf *Canis lupus* and lynx *Lynx lynx* in Estonia and Latvia. *Acta Theriologica* 50: 521-527.
- Vanderhoof, R. E., Jacobson, H. A. (1993) Food plots and deer home range movements in the southern coastal plain. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish & Wildlife Agencies* 47: 33-42.
- Veeroja, R. (2010) Ulukite 2010. aasta ruutloenduse andmete analüüs. Keskkonnateabe Keskuse ulukiseireosakond. [aruanne]. Tartu.
- Veeroja, R. (2011) Ulukite 2011. aasta ruutloenduse andmete analüüs. Keskkonnateabe Keskuse ulukiseireosakond. [aruanne]. Tartu.
- Veeroja, R. (2012) Ulukite 2012. aasta ruutloenduse andmete analüüs. Keskkonnateabe Keskuse ulukiseireosakond. [aruanne]. Tartu.
- Vospernik, S., Reimoser, S. (2008) Modelling changes in roe deer habitat in response to forest management. *Forest Ecology and Management* 255: 530-545.
- Wallach, A. D., Shanas, U., Inbar, M. (2010) Feeding activity and dietary composition of roe deer at the southern edge of their range. *European Journal of Wildlife Research* 56: 1-9.

Weladji, R. B., Klein, D. R., Holand, O., Mysterud, A. (2002) Comparative response of *Rangifer tarandus* and other northern ungulates to climatic variability. *Rangifer* 22: 33-50.

Kaudsed viited

Hennig, R. (1998) *Schwarzwild – Biologie, Verhalten, Hege und Jagd*. BLV Verlagsgesellschaft, München.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Andres Volmer (sünnikuupäev: 09.06.1988)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Metskitse arvukust mõjutavad tegurid ja talvised liikumismustrid,

mille juhendajad on Ragne Oja ja Harri Valdmann,

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartu, 21.05.2013